

Biologiczne sposoby oczyszczania środowiska – fitoremediacja

Monika SIWEK

SIWEK M. 2008. **Phytoremediation as a biological method of cleaning up the environment.** *Wiadomości Botaniczne* 52(1/2): 23–28.

Human activity causes the contamination of biosphere; soil, water and air by heavy metals, radionuclides, pesticides, fertilizers, organic pollutants, vehicle exhausts. Traditional technology of cleaning up environment is expensive and in recent times bioremediation plays increasing role in effective decontamination. Phytoremediation is the biological method, used to remove, transform or stabilize contaminants located in water, soil and air. The term includes such techniques as: phytostabilization, phytoextraction, phytofiltration, phytovolatilization and phytodegradation. The plant requires to phytoremediation should possess (1) ability to accumulate metal(s), (2) tolerance to elevated metal(s) concentration, (3) fast growth. Genetic engineering is trying to obtain transgenic plants for enhancing efficiency of phytoremediation.

KEY WORDS: bioremediation, phytoremediation, post-industrial sites, reclamation, revegetation

Monika Siwek, Zakład Cytologii i Embriologii Roślin, Uniwersytet Jagielloński, ul. Grodzka 52, 30-044 Kraków, e-mail: monika.siwek@wp.pl

WSTĘP

Działalność człowieka w przemyśle górnictwem, hutniczym, energetycznym, spaliny i odpady w aglomeracjach miejskich, a także używane w rolnictwie pestycydy i nawozy sztuczne powodują zniekształcanie i zanieczyszczenie środowiska naturalnego. Skażenie ekosystemów wodnych i lądowych oraz powietrza negatywnie wpływa na organizmy zwierzęce, roślinne, a także na zdrowie człowieka. Tradycyjne metody remediacji (oczyszczania środowiska) polegają m.in. na zmianie właściwości fizyko-chemicznych gleb (utlenianie, redukcja), chemicznym unieczynnianiu metali, filtracji, elektrochemicznym traktowaniu gleb, wzroście jonowymienności czy parowaniu. Są jednak

kosztowne i mogą powodować wtórne zanieczyszczenie środowiska (Prasad 2004). Metody biologicznego oczyszczania środowiska stanowią alternatywę dla technik tradycyjnych.

FITOREMEDIACJA

Bioremediacja jest to sposób oczyszczania środowiska zanieczyszczonego metalami ciężkimi, substancjami radioaktywnymi oraz związkami organicznymi za pomocą żywych organizmów: bakterii, grzybów, glonów oraz roślin (Malik 2004). Mikroorganizmy posiadają zdolność biodegradacji związków organicznych, detoksyfikacji toksycznych form metali na mniej toksyczne, niedostępne dla roślin (Se, Cr, Fe, Mn), wydzielania na zewnątrz

związków wiążących i unieczynnających metale. Mają również zdolność do zamiany form jonowych metali na lotne formy nietoksyczne w procesie wolatylizacji, np. jonów Hg(II) na Hg(0) (Garbisu, Alkorta 2001). Zabiegi wykorzystujące organizmy roślinne do oczyszczania środowiska noszą nazwę fitoremediacji. Wśród metod fitoremediacji wyróżnia się kilka kategorii: fitostabilizację, fitoekstrakcję, fitofiltrację, fitowolatylizację oraz fitodegradację (Baker et al. 1997, Raskin et al. 1997, Garbisu, Alkorta 2001, Susarla et al. 2002, Wójcik 2000, Mertens et al. 2004, Ernst 2005). Roślinność do zabiegów fitoremediacyjnych selekcjonuje się w kierunku pożądanych w danej kategorii cech np. szybkiego tempa wzrostu, wysokiej produkcji biomasy, morfologii korzeni (biomasa, długość, liczba rozgałęzień), zdolności akumulacji metali, tolerancji wysokich stężeń metali w podłożu czy niskiego zapotrzebowania na związki odżywcze i wodę. Oprócz tradycyjnych metod selekcji, coraz więcej uwagi skupia się wokół genetycznej modyfikacji roślin. W wielu laboratoriach prowadzi się badania nad uzyskaniem transgenicznych roślin skutecznych w fitoremediacji, które pobierałyby i metabolizowały wysokie ilości związków toksycznych ze środowiska (Kärenlampi et al. 2000, Mejäre, Bülow 2001, Morikawa et al. 2003, Eapen, D'Souza 2005) np. otrzymane transgeniczne okazy *Nicotiana glauca* z genem *TaPCS1* kodującym syntezę fitochelatynową, wykazały wzrost akumulacji i tolerancji na Pb i Cd (Gisbert et al. 2003).

Fitostabilizacja polega na zasiedlaniu terenów skażonych przez rośliny tolerujące wysokie stężenia metali oraz na zapobieganiu rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń w głębsze warstwy gleby, do wody i atmosfery. Rośliny wykorzystywane do fitostabilizacji mają zdolność unieruchamiania metali przez ich wytrącanie, redukcję lub absorpcję. Charakteryzują się także niskim akumulowaniem metali w częściach nadziemnych. Gatunki stosowane do fitostabilizacji obniżają bioprzyswajalność substancji toksycznych w glebie poprzez wydzielanie związków do ryzosfery. Eksudaty korzeniowe (np. związki

fenolowe, fitosiderofory, kwasy organiczne) reagują z jonami metali i wytrącają je w postaci nierozpuszczalnych soli oraz akumulują metale w korzeniach. Wiążą je w ścianie komórkowej, gromadzą na terenie apoplastu, oraz w wakuolach. Do technik fitostabilizacji pożądane są rośliny, które charakteryzują się wykształconą odpornością na metale, szybkim tempem wzrostu zwłaszcza korzeni, wydzielaniem eksudatów korzeniowych do ryzosfery, które (1) stymulują absorpcję jonów metali do korzeni, (2) wytrącają nierozpuszczalne sole metali, obniżając fitoprzyswajalność metali w ryzosferze. Rośliny powinny także charakteryzować się dużą zdolnością akumulowania metali w korzeniach z ograniczeniem transportu i akumulacji toksyn w pędach. Techniki te powinny zmierzać do stabilizacji podłoża zwałowisk i innych stanowisk przemysłowych, ograniczać biodostępność metali i minimalizować przedostawanie się ich do łańcucha pokarmowego (Wong 2003). W tych technikach dodatkowo także stosowane są zewnętrzne związki, które dezaktywują i tym samym unieruchamiają jony metali w podłożu. Są to wstępne techniki rekultywacji gleb, które umożliwiają oraz przyspieszają proces naturalnej kolonizacji. Do fitostabilizacji wykorzystane są między innymi *Festuca rubra*, *Leucaena leucocephala*, *Sesbania rostrata*, *Typha latifolia*.

Fitofiltracja jest to technika opierająca się na zdolnościach korzeni roślin lub siewek (rizofiltracja, blastofiltracja) do oczyszczania rozтворów wodnych (Raskin et al. 1997).

Rizofiltracja, jest procesem wykorzystującym zdolność korzeni roślin do absorbowania zanieczyszczeń z rozтворów wodnych np. z zanieczyszczonych wód powierzchniowych. Wykorzystuje się w tym celu rośliny lądowe w uprawie hydroponicznej ze względu na ich bardziej rozbudowany system korzeniowy i wyższą efektywność w porównaniu z roślinami wodnymi. Cechami roślin przydatnych do tej metody są: szybki wzrost korzeni, ograniczona zdolność transportu pobranych zanieczyszczeń do pędów, duża produkcja biomasy i tolerancja na związki toksyczne. Przykładami roślin wykorzystywanych do oczyszczania wód są *Brassica*

juncea, *Helianthus annuus*, *Poa pratensis* czy *Agrostis tenuis*. Rizofiltracja może być stosowana do oczyszczania wód powierzchniowych, gruntowych, ścieków przemysłowych, komunalnych, kopalnianych, czy też roztworów zanieczyszczonych radionuklidami.

Blastofiltracja jest metodą wykorzystującą zdolność korzeni siewek rosnących w kulturach wodnych do absorbowania toksycznych metali (Garbisu, Alkorta 2001). Jest to metoda bardziej efektywna niż rizofiltracja i zdaniem Raskina et al. (1997) może być stosowana jako komplementarna metoda, po rizofiltracji, do oczyszczania roztworów wodnych.

Fitoekstrakcja jest to metoda polegająca na wykorzystywaniu zdolności roślin do akumulowania wysokich stężeń metali w częściach nadziemnych i tym samym oczyszczaniu skażonych gleb. Rośliny wykorzystywane do tej metody powinny charakteryzować się szybkim wzrostem i produkcją biomasy, tolerancją na warunki panujące na różnego rodzaju zwałowiskach przemysłowych, tzn. na obecność wysokich stężeń metali toksycznych w podłożu, na suszę, deficyt związków odżywczych, wysokie temperatury i ich wahania oraz różnorodny odczyn (Wong 2003). Rośliny takie powinny pobierać znaczące ilości metali przez korzenie i transportować je do pędów. Do tego celu wykorzystywane są naturalne zdolności niektórych roślin – tzw. hiperakumulatorów – do akumulowania wysokich stężeń metali w pędach. Stanowią one grupę roślin charakteryzujących się hiperodpornością na wysokie stężenia jonów metali w podłożu. Wykształcone w toku ewolucji mechanizmy tolerancji umożliwiły im gromadzenie w pędach bardzo wysokich stężeń metali (McGrath, Zhao 2003). Do hiperakumulatorów wykorzystywanych w fitoekstrakcji zalicza się *Thlaspi caerulescens* (Zn, Cd), *T. rotundifolium* (Pb), szereg gatunków *Alyssum* (Ni). Ograniczeniem jednak wykorzystywania tej grupy roślin jest ich niskie tempo wzrostu i produkcji biomasy. Wyjątek stanowi *Berkheya coddii*, która charakteryzuje się szybkim tempem wzrostu i produkcji biomasy; gromadzi wysokie zawartości niklu w pędach oraz ma potencjalne możliwości, wykazane

laboratoryjnie, gromadzenia także innych metali: Cd, Pb, Zn (Perronnet et al. 2000, Schwartz et al. 2001, Mesjasz-Przybyłowicz et al. 2004). W technikach fitoekstrakcji pożądane jest także inokulowanie gleb tolerancyjnymi szczepami grzybów mikoryzowych i bakterii symbiotycznych, które poprzez symbiozę zwiększają biomasę roślin i mobilizację mikro- i makroelementów. Zwiększają również dostępność jonów metali balastowych w ryzosferze (Turnau 1993, Raskin et al. 1997, Turnau et al. 2002, Wong 2003). Podejmuje się także próby selekcji i modyfikacji genetycznej roślin w celu zwiększenia efektywności fitoekstrakcji, poprzez zwiększenie tempa wzrostu i produkcji biomasy oraz zwiększenie tolerancji i pobierania więcej niż jednego metalu (Kärenlampi et al. 2000, Mejåre, Bülow 2001).

Toksyny gromadzone w pędach roślin używanych w fitoekstrakcji mogą być spopielenie lub kompostowane albo też wykorzystywane jako biorudy w celu odzyskania zaabsorbowanych z gleby metali (ang. *phytomining*) (Brooks et al. 1998). Metody fitoekstrakcji, oczyszczania terenów zanieczyszczonych w wyniku górniczej i przemysłowej działalności człowieka, znalazły także zastosowanie w pozyskiwaniu metali z terenów naturalnie zasobnych w rudy metali. *Phytomining* jest stosunkowo młodą dziedziną górnictwa na terenach, gdzie tradycyjne metody nie są opłacalne ze względu na obecność powierzchniowych i niezbyt zasobnych złóż metali. W ten sposób pozyskuje się np. nikiel z terenów naturalnie bogatych w Ni (Kalifornia) przez uprawę *Streptanthus polygaloides* czy nikiel, chrom oraz magnez z gleb serpentynitowych przez uprawę *Alyssum bertolonii*. Doświadczalnie stwierdzono, że użycie gleby zwiększa wydajność biogórnictwa (Brooks et al. 1998).

Fitowolatilizacja jest to proces polegający na pobieraniu przez rośliny związków nieorganicznych z gleby oraz uwalnianiu ich do atmosfery w postaci lotnej, nietoksycznej. Metoda ta znalazła zastosowanie w oczyszczaniu środowisk zanieczyszczonych selenem, rtęcią czy arsenem. *Brassica juncea* posiada zdolności

konwertowania selenu, a *Pteris vittata* uwalnia arsen do atmosfery. Stosuje się także techniki inżynierii genetycznej. I tak transgeniczna *Arabidopsis thaliana*, z bakteryjnym genem *merH*, była nie tylko bardziej odporna na toksyczny chlorek rtęci, ale także miała zdolność wydzielania rtęci do atmosfery w formie nietoksycznej (Susarla et al. 2002, Bondada 2004).

Fitodegradacja jest sposobem oczyszczania środowiska zanieczyszczonego związkami organicznymi (np. węglowodory aromatyczne, herbicydy, pestycydy, wybielacze) za pomocą roślin i mikroorganizmów ryzosfery poprzez pobieranie i przekształcanie związków toksycznych za pomocą endogennych enzymów, tj. nitroreduktazy, fosfatazy, laktazy, dehalogenazy, nitrylasy, peroksydazy w formy nietoksyczne i wbudowanie ich w tkanki, akumulowanie bądź rozkładanie do CO_2 i H_2O . Przykłady roślin wykorzystywanych w tej technice to: *Solanum tuberosum*, *Raphanus sativus* czy *Populus* sp. (Wójcik 2000, Garbisu, Alkorta 2001, Susarla et al. 2002)

REKULTYWACJA TERENÓW POPRZEMYSŁOWYCH

Nieużytki przemysłowe (hałdy zwałowiska) będące wynikiem aktywności górniczej i hutniczej, tak licznie obecne w Polsce w krajobrazie Górnego i Dolnego Śląska, podlegają spontanicznej kolonizacji (Rostański 2000). Przyrodnicze zagospodarowanie tych obszarów wg Tokarskiej-Guzik i Rostańskiego (2001) powinno odbywać się na drodze przyspieszania spontanicznych procesów regeneracji i stosowania do rekultywacji rodzimego materiału roślinnego miejscowego pochodzenia. Zanieczyszczone gleby powinny być rekultywowane przez wprowadzanie roślin odpornych na obecność metali w glebie, inokulowanie grzybami arbuskularnymi, także odpornymi na metale oraz dodawanie środków użyźniających glebę (Ernst 1996). Brasinosteroidy (BS), których jedną z funkcji jest zwiększenie odporności roślin na niekorzystne warunki stresowe, dodane zewnętrznie w formie nawozu, mogłyby także wpływać na plon roślin używanych nie

tylko do fitoremediacji ale również rekultywacji (Khripach et al. 2000 i lit. tam cyt). Użyźnianie terenów przeznaczonych do rekultywacji było istotnym zabiegiem, który powodował wzrost biomasy roślinnej, materii organicznej w glebie, właściwości redukujących oraz wzrost aktywności mikroorganizmów glebowych w eksperymencie z *Sesbania rostrata* (Yang et al. 1997) oraz z *Typha latifolia* (Jacob, Otte 2004). Pierwszym etapem rekultywacji gleb zanieczyszczonych arsenem oraz w mniejszym stopniu innymi metalami ciężkimi było poprawienie właściwości fizyczno-chemicznych (zmiany odczynu gleby, struktury oraz biodostępności związków odżywczych) oraz użyźnienie fosforanami. Następnie zostały wprowadzone na te tereny gatunki tolerancyjne na arsen: *Holcus lanatus* i *Agrostis castellana* (Bleeker et al. 2002). Z badań wynika, że wstępne polepszenie jakości podłoża powoduje sukces rekultywacji, natomiast brak uprzednich zabiegów poprawiających jakość podłoża odnosi negatywny efekt na wzrost i rozwój nasadzonych roślin. Nadmiar metali ciężkich był powodem trudności w biologicznej rekultywacji odpadów towarzyszących procesom flotacji rud cynkowo-ołowiowych. Według Strzyszcza (1980) wpływał na to zespół czynników – wśród decydujących autor wyróżnił wspomniany wyżej nadmiar metali ciężkich, niekorzystne właściwości fizyczne gleb na zwałowiskach oraz brak składników pokarmowych. Przykładem tego była nieudana rekultywacja dwu zwałowisk (H3, H4) huty cynku i ołowiu ZGH „Biały Orzeł” S.A. w Bytomiu. Czynnikiem hamującym wzrost i rozwój roślin nasadzanych na zwałowiska były prawdopodobnie, oprócz toksyczności podłoża, duże wahania temperatury występujące w górnej warstwie gleby oraz erozja wietrzna (Rostański, Kapa 2001).

PODSUMOWANIE

Fitoremediacja jest konkurencyjną metodą w stosunku do wielu tradycyjnych metod i może także być wykorzystywana nie tylko jako odrębna metoda, ale także komplementarna z konwencjonalnymi sposobami oczyszczania

skażonego środowiska (Ernst 1996, Khan et al. 2000, Susarla et al. 2002). Jedną z zalet wykorzystywania roślin do oczyszczania środowiska są niskie koszty. Fitoremediacja nie wymaga specjalistycznego sprzętu, a techniki są proste w wykonaniu. Jest to efektywna forma oczyszczania nie tylko małych, ale także rozległych obszarów zanieczyszczonych. Zastosowanie roślin jest skuteczniejsze niż konwencjonalne metody, gdyż korzenie mają zdolność penetracji rozległych obszarów ryzosfery oraz mogą aktywnie i selektywnie pobierać jony metali. Ponadto usuwanie zanieczyszczeń połączone jest także z poprawianiem struktury podłoża i zmniejszeniem procesów erozji powierzchniowej, co ogranicza tym samym przedostawanie się zanieczyszczeń do atmosfery i wody. Jednak istnieją także ograniczenia technik fitoremediacji. Jedną z nich jest ograniczony zasięg oczyszczania do obszaru ryzosfery, zależny od struktury korzeni. Poza tym jest to długotrwały proces oczyszczania, trwający od kilku do kilkunastu lat. Fitoremediacja ma swoje ograniczenia także w samym środowisku, wynikające z obecności zbyt wysokich stężeń metali w glebie, toksycznych nawet dla tolerancyjnych populacji roślin.

PODZIĘKOWANIA. Bardzo serdecznie dziękuję Pani prof. dr hab. Romanie Izmailow za przeczytanie niniejszego tekstu oraz za życzliwą dyskusję.

LITERATURA

- ALKORTA I., HERNÁNDEZ-ALLICA J., GARBISU C. 2004. Plants against the global epidemic of arsenic poisoning. *Environ. Intern.* **30**: 949–951.
- ASSUNÇÃO A. G., SCHAT H., AARTS M. G. M. 2003. *Thlaspi caerulescens*, an attractive model species to study heavy metal hyperaccumulation in plants. *New Phytol.* **159**: 351–360.
- ARIENZO M., ADAMO P., COZZOLINO V. 2004. The potential of *Lolium perenne* for revegetation of contaminated soil from a metallurgical site. *Sci. Total Environ.* **319**: 13–25.
- BAKER A. J. M., MOREL J.-L., SCHWARTZ CH. 1997. Des plants pour dépolluer les friches industrielles. *Biofutur* **169**: 30–33.
- BLEEKER P. M., ASSUNÇÃO A. G. L., TEIGA P. M., DE KOE T., VERKLEIJ J. A. C. 2002. Revegetation of the acidic, as contaminated jales mine spoil tips using a combination of spoil amendments and tolerant grasses. *Sci. Total Environ.* **300**: 1–13.
- BONDADA B. R., TU S., MA L. Q. 2004. Absorption of foliar-applied arsenic by the arsenic hyperaccumulating fern (*Pteris vitata* L.). *Sci. Total Environ.* **332**: 61–70.
- BROOKS R. R., CHAMBERS M. F., NICKS L. J., ROBINSON B. H. 1998. Phytomining. *Perspective* **3**(9): 359–362.
- EAPEN S., D'SOUZA S. F. 2005. Prospect of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. *Biotech. adv.* **23**: 97–114.
- ERNST W. H. O. 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Appl. Geochem.* **11**: 163–167.
- ERNST W. H. O. 2005. Phytoextraction of mine wastes – options and impossibilities. *Chemie Erde Geochem.* **65**: 29–42.
- GARBISU C., ALKORTA I. 2001. Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Biosource Technol.* **77**: 229–236.
- GISBERT C., ROS R., DE HARO A., WALKER D. J., BERNAL M. P., SERRANO R., NAVARO-AVINO J. 2003. A plant genetically modified that accumulates Pb is especially promising for phytoremediation. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* **303**: 440–445.
- JAKOB D. L., OTTE M. L. 2004. Influence of *Typha latifolia* and fertilization on metal mobility in two different Pb-Zn mine tailings types. *Sci. Total Environ.* **333**: 9–24.
- KÄRENlampi S., SCHAT H., VANGRONSVELD J., VERKLEIJ J. A. C., VAN DER LELIE D., MERGEAY M., TERVAHOUTA A. I. 2000. Genetic engineering in the improvement of plants for phytoremediation of metal polluted soils. *Environ. Pollut.* **107**: 225–231.
- KHAN A. G., KUEK C., CHAUDHRY T. M., KHOO C. S., HAYES W. J. 2000. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metals remediation. *Chemosphere* **41**: 197–207.
- KHRIPACH V., ZHABINSKII V., DE GROOT A. 2000. Twenty years of brassinosteroids: steroidal plant hormones warrant better crops for the XXI century. *Ann. Bot.* **86**: 441–447.
- MALIK A. 2004. Metal bioremediation through growing cells. *Environ. Intern.* **30**: 261–278.
- MCGRATH S. P., ZHAO F.-J. 2003. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Curr. Opin. Biotech.* **14**: 277–282.
- MERTENS J., VERVAEKE P., DE SCHRIJVER A., LUYSSAERT S. 2004. Metal uptake by young trees from dredged brackish sediment: limitations and possibilities for phytoextraction and phytostabilisation. *Sci. Total Environ.* **326**: 209–215.

- MESJASZ-PRZYBYŁOWICZ J., NAKONIECZNY M., MIGULA P., AUGUSTYNIAK M., TARNAWSKA M., REIMOLD W. U., KOEBERL CH., PRZYBYŁOWICZ W., GŁOWACKA E. 2004. Uptake of cadmium, lead, nickel and zinc from soil and water solutions by nickel hyperaccumulator *Berkheya coddii*. *Acta Biol. Cracov. Ser. Bot.* **46**: 75–85.
- MORIKAWA H., TAKAHASHI M., HAKATA M., SAKAMOTO A. 2003. Screening and genetic manipulation of plants for decontamination of pollutants from the environments. *Biotech. Adv.* **22**: 9–15.
- PERRONNET K., SCHWARTZ CH., GÉRARD E., MOREL J.-L. 2000. Availability of cadmium and zinc accumulated in the leaves of *Thlaspi caerulescens* incorporated into soil. *Plant Soil* **227**: 257–263.
- PRASAD M. N. V. (ed.) 2004. Heavy metal stress in plants. From biomolecules to ecosystems. *Springer-Verlag. Berlin–Heidelberg*.
- RASKIN I., SMITH R. D., SALT D. E. 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Curr. Opin. Biotech.* **8**: 221–226.
- ROSTAŃSKI A. 2000. Podsumowanie badań flory terenów przemysłowych na Górnym Śląsku (1989–1999). *Acta Biol. Siles.* **35**: 131–154.
- ROSTAŃSKI A., KAPA D. 2001. Flora naczyniowa terenów silnie skażonych cynkiem i ołowiem. *Nat. Siles. Super. Supl.*: 33–43.
- SCHWARTZ CH., GÉRARD E., PERRONNET K., MOREL J.-L. 2001. Measurement of in situ phytoextraction of zinc by spontaneous metallophytes growing on a former smelter site. *Sci. Total Environ.* **297**: 215–221.
- STRZYSZCZ Z. 1980. Właściwości fizyczne, fizykochemiczne i chemiczne odpadów poftłocacyjnych rud cynku i ołowiu w aspekcie ich biologicznej rekultywacji. *Arch. Ochr. Środ.* **80**(3–4): 19–50.
- SUSARLA S., MEDINA V. F., MCCUTCHEON S. C. 2002. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecol. Engin.* **18**: 647–658.
- TOKARSKA-GUZIŁ B., ROSTAŃSKI A. 2001. Możliwości i ograniczenia przyrodniczego zagospodarowania terenów przemysłowych. *Nat. Siles. Super. Supl.*: 5–17.
- TURNAU K. 1993. Mikoryza w siedliskach skażonych metalami toksycznymi. *Wiad. Bot.* **37**(1–2): 43–58.
- TURNAU K., JURKIEWICZ A., GRZYBOWSKA B. 2002. Rola mikoryzy w bioremediacji terenów zanieczyszczonych. *Kosmos* **51**: 185–194.
- WONG M. H. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* **50**: 775–780.
- WÓJCIK M. 2000. Fitoremediacja – sposób oczyszczania środowiska. *Kosmos* **49**(1–2): 135–147.
- YANG Z. Y., YUAN J. G., XIN G. R., CHANG H. T., WONG M. H. 1997. Germination, growth, and nodulation of *Sesbania rostrata* grown in Pb/Zn mine tailings. *Environ. Manag.* **21**(4): 617–622.